

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Šárka Hromádková

Vývoj bezobratlých na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí v
závislosti na zvoleném způsobu obnovy

Invertebrate succession on open cast coal post mining sites in
response to the type of restoration

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce: Doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2014

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 11. 8. 2014

Šárka Hromádková

Poděkování:

Děkuji svému školiteli panu Doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D CSc. za pomoc při vedení bakalářské práce, za jeho čas a cenné rady a připomínky.

Obsah

| | |
|--|----|
| Obsah..... | 4 |
| Abstrakt..... | 5 |
| Abstract..... | 6 |
| 1 Úvod..... | 6 |
| 2 Půda..... | 8 |
| 2.1 Úprava půdního prostředí | 8 |
| 2.2 Biologické procesy probíhající v půdě | 8 |
| 3 Bezobratlí | 11 |
| 3.1 Kryténky a hlístice | 11 |
| 3.1.1 Kryténky..... | 12 |
| 3.1.2 Hlístice | 12 |
| 3.2 Mravenci | 12 |
| 3.3 Žížaly | 14 |
| 3.4 Brouci..... | 15 |
| 3.5 Pavouci | 16 |
| 3.6 Pancířníci..... | 16 |
| 3.7 Stonožky..... | 17 |
| 3.8 Mnohonožky | 17 |
| 3.9 Suchozemští stejnonožci | 17 |
| 3.10 Chvostoskoci | 18 |
| 3.11 Rovnokřídlý hmyz..... | 18 |
| 3.12 Vážky..... | 19 |
| 4 Interakce půdní bioty navzájem i s okolím | 20 |
| 5 Výhody a nevýhody rekultivace a spontánní sukcese..... | 21 |
| 6 Závěr..... | 23 |
| 7 Použitá literatura..... | 25 |

Abstrakt

Práce se zabývá vývojem bezobratlých na plochách po povrchové těžbě hnědého uhlí v závislosti na použitém způsobu obnovy. Při obnově půdních vlastností je zpočátku nutné zmírnit negativní hrozby jako například sesuvy půdy a eroze nebo nízké pH, které upravíme neutralizací pomocí vápence. Následuje překryv úrodnou půdou. Půdní vlastnosti můžeme lokálně upravit diverzifikovanými výsadbami rychle i pomalu rostoucích dřevin.

Po sukcesi rostlin a následném zvýšení opadu se začíná objevovat půdní biota zodpovědná za rozklad organických látek. Půdní makrofauna, především žížaly, promíchává organické a minerální vrstvy půdy a podílí se tak na tvorbě humusu. Práce popisuje migraci, usazení a vzájemné interakce (konkurence, potravní sítě) bezobratlých mezi sebou a ve vztahu k okolnímu prostředí, kde se vyvíjejí.

Kombinace otevřených plošek s výsadbami vytváří různorodá stanoviště, podporuje režim živin a variabilní mikroklimatické podmínky, které hostí vysokou diverzitu bezobratlých. Listnaté stromy hostily vyšší diverzitu bezobratlých než jehličnaté. Při vysazování je vhodnější použít listnaté stromy, protože produkují snadno rozložitelný opad.

Terénní deprese, například navrstvené pásy, diverzifikují mikrostanoviště a poskytují vhodné úkryty a potravní zdroje pro půdní faunu.

Některá extrémní stanoviště jako například oligotrofní, kyselá či slaná místa hostí vzácné bezobratlé specialisty. Výhradně rekultivační zásahy proto nejsou z hlediska ochrany žádoucí.

Nejefektivnější způsob ochrany diverzity bezobratlých se zdá vhodně kombinovat oba přístupy, tedy jak spontánní sukcese, tak technické rekultivace.

Abstract

This review deals with development of invertebrates on sites after brown coal mining in response to the type of restoration. When the soil properties are improved, it is then necessary to mitigate negative threats such as landslides and erosion or low pH. The following is an overlap of fertile soil. Soil characteristics can be locally modified by diversifying of plantations of fast and slow growing wood species.

After a succession of plants and the subsequent increase in litter layer, the development of the soil biota, responsible for decomposition of organic matter, begins. Soil macrofauna, especially earthworms, mixes organic and mineral soil layers and thus contributes to the formation of humus. The work describes the migration, settlement and interactions (competition, food network) of invertebrates between themselves and in relation to the surrounding environment where they develop.

The combination of open patches with the planting trees creates a diverse habitat, supports nutrient regime and variable and microclimatic conditions, which hosts a high diversity of invertebrates. Deciduous trees host a greater diversity of invertebrates than softwood. When planting, it is preferable to use deciduous trees because they produce easily degradable litter.

Terrain depressions, such as layered belts, diversify microhabitats and provide suitable shelter and food sources for soil fauna.

Some extreme habitats, such as oligotrophic, acidic or salty sites, hosted rare invertebrate specialists.

Therefore, exclusively reclamation intervention is not desirable in terms of protection.

The most effective way to protect the diversity of invertebrates, it seems, is a combination of both spontaneous succession and technical reclamation.

1 Úvod

V místech natolik dotčených lidskou činností, že pozvolná obnova začíná na obnažené zemi, se pomalu vyvíjí procesy primární sukcese. Tato stanoviště jsou postupně osidlována druhy od euryekních po stenoekní podle jejich nároků na prostředí a schopnosti kolonizace.

Po povrchové těžbě hnědého uhlí, která představuje velkoplošný zásah především v severozápadních Čechách, u nás v současnosti zůstávají disturbovaná místa, která představují možnosti využití spontánní sukcese, neboť ta má jako obnova hodnotných biotopů smysl především na oligotrofních (tedy živinami chudých) stanovištích. Tato extrémní místa jsou osidlována vzácnými a ohroženými druhy živočichů či stanovištními specialisty, kterým vyhovuje specifický charakter takových míst, a proto zde v rámci spontánní sukcese často vznikají hodnotné ekosystémy. Pomocí zásahů můžeme přirozenou sukcesi ovlivňovat, např. zrychlit, zpomalit nebo záměrně zakročit v případě výskytu nežádoucích invazivních druhů.

Technické rekultivace představuje úpravu povrchu a překrytí úrodnou půdou. Poté následuje biologická fáze rekultivací již zaměřená konkrétně na lesnickou nebo zemědělskou rekultivaci (Hendrychová et al. 2008). V místech, kde hrozí sesuvy půdy, eroze nebo v místech s vysokým obsahem těžkých kovů je nezbytné zakročit. Rozsáhlými necitlivými zásahy v podobě jednotných výsadeb cílových porostů však často ochuzujeme výsypky o různorodá stanoviště, která hostí vysokou druhovou diverzitu bezobratlých.

Výhradně umělé zásahy v případě technické rekultivace jsou proto z hlediska ochrany přírody ve většině případů přijímány negativně. Ve výsledku se totiž často nepodobají přirozenému prostředí. Je potřeba najít kompromis mezi ekonomickými zájmy a ochranou přírody.

Cílem práce je shrnout vývoj bezobratlých na výsypkách v závislosti na použitém způsobu obnovy.

2 Půda

2.1 Úprava půdního prostředí

Růst rostlin, akumulace organických látek a živin podporují vývoj půdy během sukcese. Plnohodnotných funkcí půdního prostředí lze dosáhnout i bez zásahu v procesu spontánní sukcese. V některých lokalitách opuštěných po těžbě hnědého uhlí se však vyskytují extrémní podmínky jako například velký nedostatek důležitých živin, nepříznivé fyzikální podmínky (porušení struktury půdy např. zhutněním) a toxicita. Nejčastější problém toxicity je nízké pH ve výsypkových substrátech způsobené zvětráváním pyritu. V rámci úpravy pH na výsypkách se provádí neutralizace podložních vrstev pomocí vápence (Bradshaw 1997). Povrch se překryje úrodnou půdou (Hendrychová et al. 2008).

V místech, kde nehrozí eroze, sesuvy půdy, kontaminace půdy nebo vody a kde nejsou podmínky příliš extrémní, se dá uvažovat o spontánní sukcesi. (Prach a Hobbs 2008).

Povinnost rekultivace je u nás zakotvena v zákoně č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Zákon ukládá těžařským společnostem povinnost vést finanční rezervu na sanaci a rekultivaci pozemků a po ukončení těžby provést rekultivaci ploch zasažených těžbou.

Nepříznivé podmínky je nutné zmírnit. Přes počáteční náklady do obnovy lze očekávat návratnost v podobě soběstačnosti v dlouhodobém měřítku. (Bradshaw 1997).

2.2 Biologické procesy probíhající v půdě

Vývoj půd hraje významnou roli v procesu vývoje ekosystému. Vegetační pokryv poskytuje vstup organických látek do půdy a tím ovlivňuje vývoj půdy stejně tak jako půdní biota, která přeměňuje organické látky (Frouz et al. 2001).

Hlavní sled sukcesních změn v půdě by se tedy dal shrnout následovně. Rostlinný pokryv a následný vstup opadu do půdy hraje významnou roli v rozvoji půdní bioty. Organické látky v půdě z rostlinné biomasy jsou potravinovým zdrojem pro půdní faunu. Opad podléhá fyzikálně chemickým a mikrobiálním procesům rozkladu za účasti půdní mezofauny. Výkaly půdní makrofauny spolu s opadem přispívají k tvorbě fermentační vrstvy na povrchu půdy a tedy k postupnému rozkladu opadu. Vytváří se vrstva humusu a zároveň se fermentační vrstva snižuje, což zapříčiňuje výskyt žížal. Žížaly promíchávají organické a minerální vrstvy půdy, odstraňují opad z půdního povrchu a jejich přítomností se akumulují žížalí koprolity ve vrstvě ornice a dochází k tvorbě organominerální vrstvy humusu. (Frouz et al. 2008, Frouz et al. 2007, Frouz et al. 2001). Fermentační i humusová vrstva měly vliv na změny ve složení společenstva půdní fauny. Silná vrstva fermentace ve středních fázích sukcese podpořila hustotu (ind.m^{-2}) většiny společenstev živočichů. (Frouz et al. 2008).

Výkaly půdní makrofauny byly nalezeny na mnoha právě se vyvíjejících místech, což podtrhuje význam půdní fauny. (Frouz et al. 2007, Frouz et al. 2001).

(Frouz a Nováková 2005) zkoumali půdní mikrobiální parametry nedaleko Sokolova na místech spontánní sukcese po těžbě hnědého uhlí. Mikrobiální parametry se ve 30-40 let starých lesních místech podobaly těm zjištěným na nedotčených přírodních biotopech.

Mikrobiální procesy v půdě v závislosti na tom, jak se mění na plochách rekultivovaných výsadbou olše v kontrastu s těmi ponechanými spontánnímu zárůstu porostů, zkoumali v sokolovské hnědouhelné těžební oblasti také (Helingerová et al. 2010). Mikrobiální biomasa se zvyšuje se stářím místa jak v rekultivovaných, tak i nerektivovaných místech. Rychlý rozvoj biologické aktivity na rekultivovaných místech byl zjištěn pouze v počátcích rozvoje, ale v pozdějších fázích se pozitivní vliv ztrácí.

Co se týče aktivity půdních organismů, může být spontánní rozvoj půd pomalejší a naopak lesnická rekultivace může mít příznivý vliv na rozvoj nově se formujících půd hlavně v prvních a středních etapách vývoje (Frouz et al. 2007, Helingerová et

al. 2010). Bylo však zjištěno, že v rekultivovaných lesních lokalitách se stářím 40 let se podmínky na rozvoj půd jen zanedbatelně liší od stejně starých lesních ploch ponechaných spontánní sukcesi. Postupem času tedy dochází ke stírání rozdílů, což naznačuje, že by spontánně vyvinuté plochy mohly být vzaty v úvahu jako vhodná alternativa ke klasické rekultivaci, pokud hlavním zájmem není rychlost rekultivace (Frouz et al. 2007).

(Frouz et al. 2001) studovali složení půdní bioty ve dvou v průběhu času se vyvíjejících oblastech rekultivovaných po povrchovém dobývání uhlí u Cottbusu (Německo) a u Sokolova (Česká republika). Hustota i druhová diverzita studovaných skupin půdní bioty se postupně zvyšovala s rostoucím stářím sukcese v obou oblastech. V Cottbus byly kyselé písčité půdy s porosty borovice, nacházel se zde typ humusu mor a docházelo zde k pozvolnému nárůstu studovaných skupin půdní bioty. Naopak rozmanitější vývoj půdní bioty během sukcese byl nalezen v oblasti Sokolova s alkalickou jílovitou půdou, s porosty olší a humusovým typem moder, který se na starších místech změnil v mul. V Sokolovské oblasti je zrychlen zápoj bylinné vegetace a tím se objevují druhy vázané na opad a tkáň bylin, které nemají v Cottbus šanci. Půdní biota se v Cottbus v Německu v počátečních fázích sukcese vyvíjela pomalu, což bylo způsobeno nekvalitním kyselým písčitým substrátem a malým množstvím těžce rozložitelného opadu z porostů borovice.

Většina z těchto studií se prováděla v Sokolovském regionu, kde byly plochy lesnické rekultivace zalesněny převážně porosty olší. Nicméně v mosteckém regionu tvoří olše pouze 20% všech druhů zalesněných míst. Výsledky je tedy nutné brát s ohledem na skutečnost, že různý opad podporuje rozvoj půdní bioty jiným způsobem (Kabrna 2011). Listnaté stromy produkují snadno rozložitelný opad (Frouz et al. 2001), proto by měly být preferovány při výsadbách.

Heterogenní struktura terénu nerekultivovaných ploch (tj. deprese a elevace) může mít pozitivní vliv na rozvoj půdní bioty. Deprese sloužily jako zásoba vody. Opad se z elevací dostává do depresí, kde se hromadí a podporuje rozvoj půdní bioty (Frouz et al. 2008, Frouz a Nováková 2005).

Půdní fauna zvýšila pH, zvýšila obsah amonného dusíku a snížila obsah hliníkových iontů, čímž významně přispěla ke zlepšení kvality půdy (Top et al. 2001).

Půda, půdní fauna i vegetace jako zkoumané složky ekosystému procházely podstatnými změnami a v průběhu těchto změn se navzájem ovlivňovaly a proto mohou hrát významnou roli ve vývoji ekosystému (Frouz et al. 2008).

3 Bezobratlí

Pohyb půdních živočichů na výsypky je zprostředkován vzduchem a aktivním pohybem. Imigrace je specifická pro daný taxon (Wanner a Dunger 2002). Bakteriofágní a mykofágní hlístice, kryténky a saprofágní dvoukřídlí nejvíce tolerovali raná sukcesní stádia výsypek, ale obecně nejsou tato stádia preferována. Hustota většiny společenstev (nejvíce půdních krytének) se zvýšila po vytvoření silné vrstvy fermentace ve středních fázích sukcese. A v nejstarších místech zase vrcholí hustota saprofágních společenstev půdní makrofauny nejvíce zodpovědné za rozklad opadu a promíchávání půdy. (Frouz et al. 2008)). Postupný vývoj od otevřených stanovišť po zarostlé plochy je doprovázen změnou ve společenstvech. Stres tolerantní druhy nejvíce obývají raná sukcesní stádia a dominují v prvních fázích sukcese. Později obvykle ustoupí a jsou vystřídány druhy méně přizpůsobenými k okolním podmínkám (Dunger et al. 2001).

3.1 Kryténky a hlístice

Časný vývoj krytének i hlístic rychle reagujících na okolní podmínky pokračuje až do populací specifických pro dané místo. Zatím nebylo provedeno mnoho studií zaměřených na půdní mikrofaunu v místech postižených těžbou. Přitom přinášejí hodnotné informace o stavu půd. Mohou sloužit k posouzení změn v půdě (Dunger et al. 2001).

3.1.1 Kryténky

Hustota půdních krytének na nerektivovaných místech byla vysoká podobně jako na přírodních lesních stanovištích (Frouz 2006).

Na zalesněných plochách se objevují malé, rychle se množící R-stratégové. Kryténky osidlují půdy v počátečních fázích sukcese během několika měsíců a v závislosti na stáří místa, substrátu a zakmenění zalesněných míst se odehrává pokračující vývoj druhů krytének. Početnost a biomasa byly srovnatelné se zalesněnými místy nenarušenými disturbancí (Dunger et al. 2001).

3.1.2 Hlístice

Výsledky (Dunger et al. 2001) porovnatelné s údaji nalezenými na přírodních zalesněných půdách poukazují zpočátku na nízkou biomasu hlístic na zalesněných vytěžených místech. Upozorňují na možný dopad půdní struktury, vegetačního pokryvu a specifických predátorů.

Sukcese hlístic je rychlejší než vývoj vegetace, a proto mají hlístice v rámci každé sukcesní etapy dostatek času se vyvinout do klimaxových společenstev typických pro daný vegetační typ (Bongers a Bongers 1998).

Na starých zalesněných místech se již počet druhů neliší od přírodních zalesněných půd. Porosty listnatých lesů hostily vyšší diverzitu hlístic než porosty jehličnatých stromů (Dunger et al. 2001, Háněl 2008).

3.2 Mravenci

Na nerektivovaných místech bylo nalezeno pestřejší společenstvo mravenců než na rektivovaných. V porovnání s uměle vysázenými lesy má přirozeně vyvinutý porost nižší stromový pokryv a otevřená stanoviště zde nalezená hostí pestřejší a početnější společenstva mravenců. Snadněji ohřívána otevřená místa s řídkou vegetací jsou díky vyšší teplotě preferována jako volba stanovišť pro budování hnízd. (Holec et al. 2006, Holec a Frouz 2005). Diverzita mravenců se zvyšuje na starších nerektivovaných plochách, které nejsou tak silně stíněny jako vysazené lesy. Dalším důvodem, proč mají nerektivovaná místa vyšší diverzitu, by mohl být pozvolný vývoj na přirozeně se vyvíjejících plochách, který umožňuje mravencům

se postupně přizpůsobit na měnící se podmínky prostředí. V kontrastu s tímto se podmínky na rekultivovaných plochách mění rychle kvůli právě založenému souvislému porostu a poté již k výrazným změnám nedochází další desítky let. S postupem času se společenstva mravenců na potěžebních místech začínají podobat těm v okolní krajině. S tímto souvisí i vývoj půdy. Zápoj stromů nejvíce ovlivňuje sukcesi mravenců. Druhy, které byly hojné v lesních stanovištích jak na rekultivované ploše, tak i v lesích okolní krajiny, byly *Lasius fuliginosus*, *Myrmica ruginodis* a *Myrmica Rubra*. Hustota hnízd *Lasius Platythorax* byla hojná v okolní lesní krajině. Byla zaznamenána dokonce i populace *Lasius Niger* v lesních stanovištích okolní krajiny. Většina lesních ploch bylo poměrně mladých a okolní plochy sestávaly povětšinou z bývalé zemědělské půdy. Pravděpodobně proto byly druhy vázané na lesy méně hojné než ve starších lesích a naopak zde mohou být druhy vyhledávající otevřená stanoviště. Většina druhů osidlujících okolní krajinu se na výsypkách vyskytovala také. Avšak dva horské druhy *Manica rubida* a *Formica lemani* byly nalezeny jen na výsypkách, což bylo pravděpodobně z důvodu blízkosti výsypky k horám (Holec a Frouz 2005). Uhlí, písek a nerektivované cyprisové jíly na narušených místech spolu s řídkou vegetací a otevřenými plochami vytvářejí vhodné podmínky pro *Manica rubida*. Hnízda se vyskytují na fytotoxických substrátech s obsahem uhlí (Holec a Frouz 2005), (Holec 2002). Hnízda *Myrmica Gallienii* byla nalezena na mladé výsypce s řídkým bylinným porostem a na bezlesé části výsypky (Holec 2002). Kromě *Manica Rubida* je i *Lasius Niger* dobře schopen kolonizovat nová stanoviště (Holec et al. 2006), (Holec a Frouz 2005). Naopak *Lasius flavus*, *Myrmica ruginodis*, *Myrmica rubra* a *Myrmica Scabrinodis* raději osidlují okolní krajiny luk než haldy na výsypkách, které jim neposkytují vhodné podmínky. *Lasius flavus* na výsypce chybí pravděpodobně kvůli jeho nízkým migračním a kolonizačním schopnostem. Složení společenstev mravenců ovlivňuje během sukcese stáří pozemku, hloubka humusu a fermentačních vrstev, pokryv holé půdy a půdního substrátu. Dále i vývoj vegetace od otevřených stanovišť po keře *Salix caprea* až stromový pokryv (Holec a Frouz 2005). Druhy vyhledávaly místa zalesněná spíše listnatými lesy (Dunger et al. 2001).

Hnízdění i shánění potravy se liší podle požadavků na mikroklima. Přestože většina hnízd byla nalezena v otevřených ploškách, mravenci byli více aktivní na plochách

porostlých vegetací, kde našly lepší potravní zdroje (hmyz), mikroklimatické podmínky nebo úkryt před predátory. *Lasius Niger* se hlavně v létě zdržuje v hustých porostech *Calamagrostis*, kde se ukrývá před přehřátými holými povrchy (Holec et al. 2006).

V Austrálii používají mravence jako bioindikátory úspěšnosti obnovy v krajině zasažené těžbou. Našli pozitivní korelaci mezi druhovou bohatostí mravenců a půdní mikrobiální biomasou na místech narušených těžbou. Nalezeným vztahem mezi aktivitou mravenců a podzemními rozkladnými procesy v disturbovaných místech upozorňují na paralerní výskyt těchto dvou znaků. Silný vztah mezi druhovou bohatostí mravenců a půdní mikrobiální aktivitou pravděpodobně neexistuje. Předpokládá se spíše, že druhová bohatost mravenců i mikrobiální aktivita půdy současně reagují na měnící se prostředí. Na nedisturbovaných místech byl však zjištěn spíše negativní vztah těchto dvou proměnných (Andersen a Sparling 1997).

3.3 Žížaly

Žížaly tvoří půdní agregáty, zapravují do půdy organickou hmotu (Marashi a Scullion 2003, Scullion a Malik 2000), mineralizují živiny, provrtávají půdu (Eijsackers 2010) a tím se podílejí na fyzikální stabilizaci, např. ochrana proti erozi, hydrologické vlastnosti (Lavelle et al. 1997, Lavelle et al. 2006).

Euryekní epigeické žížaly (žijící nad povrchem půdy) kolonizovaly mladé pozemky. Mezi nalezené úspěšné kolonizátory patřily epigeické žížaly *Dendrobaena octaedra* a *Lumbricus rubellus* tolerující široké rozmezí pH, které převládaly i na starším místě. (Eijsackers 2010), (Pižl 2001). Trvalo však více než 30 let sukcese, než se objevilo více endogeických druhů (obývajících půdu), např. *Octolasion lacteum* a *Aporrectodea caliginosa* obývajících minerální vrstvy půdy. Zalesňování výsypek podpořilo vývoj žížalí populace. Co se týče nalezeného počtu žížal, zalesněné výsypky byly srovnatelné s přírodními plochami porostlými olší (Pižl 2001). Lesnická rekultivace podpořila vývoj žížal více než rekultivace zemědělská. Na nejstarších místech výsypky lze usuzovat, že by se rozdíly v úspěšnosti obnovy

mohly stát méně výraznými, když se zvýší počet organických látek i na plochách zemědělské rekultivace (Hlava a Kopecký 2013).

Rozvoj populace žížal ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti půd (např. podmínky pH), kolísání teploty, vlhkostní režim půd a kontaminanty jako např. těžké kovy. Schopnost aktivního pohybu, rozmnožování a pasivní transport určují úspěch kolonizace a sukcese výsypek žížalami. Žížalí kokony jsou schopné přežít nepříznivé podmínky, ale jejich rozptyl stejně jako aktivní pohyb žížal jsou omezené. Úspěšněji se šíří na kratší vzdálenosti. Po překytí ploch půdou musí být žížaly uměle introdukovány. Mohou se na výsypky dostat např. při zalesňování ze školky stromů. (Eijsackers 2010). Pravděpodobně proto žížaly dominují především na rekultivovaných místech a na nerektivovaných místech bylo nízké půdní promíchávání a nízká početnost půdní makrofauny (Frouz et al. 2006, Frouz 2006).

Struktura populace se významně mění v závislosti na heterogenitě půdního povrchu. Terénní deprese jsou během prvních desetiletí sukcese preferovány žížalami, zvláště epigeickými životními formami (Dunger et al. 2001).

3.4 Brouci

Vysoce strukturovaná stanoviště s prostorovou heterogenitou ornice poskytují vhodné podmínky pro celkovou druhovou bohatost pozemních brouků. Nezarovnané povrchy s jámami, které mají několikametrový sklon, vyhledává pestrá škála druhů (Topp et al. 2010). Sukcese na nerektivovaných místech nabízí vysokou diverzitu pozemních brouků. 10 ze 75 druhů bylo ve středním Německu regionálně ohrožených. V počátečních fázích sukcese byla nalezena vyšší druhová diverzita střeplíků než později po rozvoji travních porostů (Purtauf et al. 2004). Nejnížší diverzita byla nalezena v zalesněných místech, která ale urychlila sukcesí a nabídla stanoviště pro euryekní lesní druhy. Ani po 25 letech od zalesnění se nenaskytly podmínky vhodné pro stenoekní lesní brouky. V pozdějších fázích lze uvažovat o propojení stanovištní struktury se stenoekními druhy, aby se obnovila seskupení v místech nedostatečně propojených se starým vzrostlým lesem (Topp et al. 2010). Z hlediska zásahů na potěžebních místech je žádoucí udržet sukcesní

procesy a zamezit ztrátě diverzity stanovišť. Je důležité zachovat místa s extrémními půdními podmínkami, obnaženou půdu, pionýrskou vegetaci a přidruženou faunu. Pouhým ozeleněním ploch totiž refukujeme otevřená a chudá stanoviště, která jsou preferována ohroženými druhy brouků (Brändle et al. 2000, Kielhorn et al. 1999).

3.5 Pavouci

Hned po navrstvení se začíná objevovat velký počet prvních kolonizátorů. Obecně se pavouci vyznačují dobrou schopností šíření. Každý druh pavouka je považován za potenciální pionýrský druh. První kolonizátoři obývali všechny pozdější fáze sukcese. Rané fáze sukcese dominují ubikvistickými druhy a v pozdějších fázích získávají převahu stenoeknní druhy. Rovněž se na výsypkách objevilo mnoho ohrožených druhů i stanovištních specialistů. Většina druhů pavouků neupřednostňuje konkrétní typ stanoviště. Všechna místa byla podobně osídlena. Struktura vegetace významně ovlivňovala vznik populace (Mrzljak a Wiegler 2000). Vrstva opadu poskytuje pavoukům kromě prostorové heterogenity umožňující úkryt také přítomnost kořisti a mikroklimatické podmínky - variabilita teploty a vlhkosti (Uetz 1979).

3.6 Pancířníci

Hustota pancířníků na nerekulitovaných místech byla vysoká podobně jako na přírodních lesních stanovištích (Frouz 2006).

Pancířníci jsou závislí na vegetaci a kvalitě opadu. Vykazují vysokou diverzitu. Ve vytěženém místě zalesněném listnatými stromy zůstává průměrná hustota populace v průběhu času relativně konstatní, kdežto ve vytěženém místě zalesněném jehličnatými stromy klesla. Nejprve hustota populace v zalesněném jehličnatém lese několikrát převyšovala hustotu v listnatém lese. Časem se však výrazné rozdíly vytratily vzhledem k rostoucímu zastoupení listnatých stromů a poklesu opadu z jehličnatých stromů. Hustota pancířníků byla nevýrazně vyšší na elevacích ve srovnání s terénními depresiemi (Dunger et al. 2001).

3.7 Stonožky

I stonožky vyhledávaly spíše listnaté lesy. Pro výskyt podzemních stonožek na potěžebních lokalitách je zapotřebí minimální huminový horizont. Otevřená krajina se postupně se zápojem stromů stávala příhodná pro výskyt nově kolonizujících druhů. Vliv půdního povrchu (elevace a deprese) byl patrný v počátcích sukcese (Dunger et al. 2001).

3.8 Mnohonožky

Izolovanější výsypky s nepříznivými půdními podmínkami (otevřená stanoviště s denními výkyvy teplot a vlhkosti) vyústily v pomalou sukcesi i kolonizaci mnohonožek. Naopak vhodné podmínky pro tyto půdní bezobratlé (mikroklima a potravní zdroje) poskytl olšový les. Z míst zalesněných olší, které byly pro své příznivé podmínky vyhledávány mnohonožkami, se tyto bezobratlí mohou šířit na okolní otevřená stanoviště výsypky (Tajovský 2001).

Na místech zalesněných listnatými stromy se vytvořilo typické společenstvo mnohonožek. Smíšené porosty vzniklé z původně jehličnatých lesů naopak vykazovaly relativně druhově chudé společenstvo. Mnohonožky upřednostňovaly terénní deprese v prvních fázích sukcese. Od navrstvení se snížily rozdíly povrchu mezi elevacemi a depresemi (Dunger et al. 2001).

3.9 Suchozemští stejnonožci

Mladá otevřená stanoviště a vůbec všechny plochy se zdají být vhodné pro suchozemské stejnonožce, přestože počáteční podmínky brzdí jejich rozvoj na izolované výsypky s extrémními podmínkami. Mezi první kolonizátory patří druhy z okolních lesních ploch i některé druhy tolerující nepříznivé okolní podmínky. (Purger et al. 2007), (Tajovský 2001). Suchozemští stejnonožci jsou velmi rozšíření.

Živí se mrtvou organickou hmotou a přispívají k rozkladu a recyklaci živin. Jsou citliví na aplikaci pesticidů. Neobdělávané půdy nebo půdy se zbytky rostlin na povrchu mají vyšší biomasu suchozemských stejnonožců. Jsou tolerantní k některým těžkým kovům a akumulují je v hepatopankreatu. Pomocí nich tedy můžeme sledovat bioakumulaci takových kontaminantů a zároveň se na ně můžeme dívat jako na bioindikátory znečištění těžkými kovy. Suchozemské stejnonožce loví jiní bezobratlí a také obratlovci, proto je možné, že bioakumulace toxických látek se dostává do vyšších úrovní potravního řetězce. Reagují na využívání půdy, přítomnost kontaminantů, vstup opadu a proto nám odlišné způsoby managementu ovlivňující různě jejich početnost mohou poskytnout informace, jaký dopad má management na ekosystémové funkce (Paoletti a Hassall 1999).

3.10 Chvostokoci

Chvostokoci mohou i přes extrémní podmínky na rekultivovaných místech kolonizovat půdy rychle, zvláště po tom, co se vyvine vegetační pokryv (Hutson 1980).

Hustota chvostokoků zůstávala přibližně stejná v místě zalesněném listnatými stromy, kdežto v místech ozeleněných jehličnany klesla. Druhy typické pro dřívější sukcesní stadia ustoupily nebo úplně vymizely. S postupným zápojem vegetace mizí otevřené plošky, což je doprovázené změnami v druhové skladbě. Začínají se objevovat lesní druhy (Dunger et al. 2001).

3.11 Rovnokřídlý hmyz

Po obnově ornice byly zjištěny paralelní změny diverzity hmyzu i rostlin. Organické látky v ornici poskytují vhodná stanoviště a dostatek potravních příležitostí pro sukcesí lesní půdní fauny. Sukcese hmyzu osidlujícího otevřená prostředí závisí na obnově přirozené vegetace, kterou na výsypkách omezují limitující faktory. Překryv

ornicí snižuje usazení druhů v těchto stresových stanovištích, ale nabízí plochy a tak zvyšuje šanci na jejich rozšíření. Hustota hmyzu roste neustále v bylinných stanovištích a diverzita dosáhla maxima ve středních fázích sukcese. Současně se zvýšila i diverzita rostlin (Picaud a Petit 2007).

První hypotéza o následném snížení diverzity během sukcese předpokládá, že existuje vnější faktor prostředí, který je nepříznivý pro koexistenci Orthoptera druhů. Keře potlačují bylinné stanoviště a tím snižují hustotu a diverzitu Orthoptera. Ve snížení druhové diverzity mohou hrát také roli vnější faktory jako parazitismus, nákaza a predace. Předpokladem je, že vnitřní faktory regulují druhovou bohatost Orthoptera. Na starých bylinných stanovištích byla diverzita hmyzu srovnatelná s okolními travními plochami. Je pravděpodobné, že kompetice vytlačí některé druhy po překročení určité hodnoty diverzity (Picaud a Petit 2007).

3.12 Vážky

Oproti terestrickým stanovištím se zatím málo studií zaměřilo na sladkovodní stanoviště potěžebních míst. Harabiš et al. (2013) zkoumali vážky kolonizující sladkovodní stanoviště na výsypkách v Severozápadních Čechách. Zaměřili se na tři metody obnovy: spontánně zaplavované deprese v nerekulitovaných místech; v rekulitovaných místech; a nově technicky zřízené nádrže a také na několik faktorů okolní krajiny ovlivňující společenstva vážek. Zaznamenali 8 ohrožených druhů z celkového počtu 32 druhů lentických vážek a 2 ohrožené lotické druhy. Kromě toho zjistili ochranný potenciál potěžebních stanovišť i pro vodní členovce. Z hlediska ochrany nebyla žádná z metod obnovy výrazně úspěšnější než další dvě. Stanoviště každé metody obnovy hostilo odlišná ochranně hodnotná společenstva s ohroženými druhy vážek. Pro zajištění maximální ochrany sladkovodních stanovišť na potěžebních místech je proto vhodné kombinovat všechny přístupy obnovy. Je potřeba se zaměřit na vytváření heterogenní mozaiky mikrostanovišť, podpořit vegetaci přidruženou k vodním stanovištím a potlačit konkurenceschopné druhy rostlin. Periodickými disturbancemi malého rozsahu předcházet zarůstání vodních stanovišť.

4 Interakce půdní bioty navzájem i s okolím

Osídlení a usazení druhů závisí na kvalitě a stáří substrátu a sukcesi vegetace (Wanner a Dunger 2002). Schopnost šíření je rozhodující pro přežití druhů malých a izolovaných populací (Boer 1981). Kromě vztahu mezi živočichy migrujícími na výsypky a okolními podmínkami se živočichové ovlivňují také navzájem podle různých schopností vyrovnat se s aktuálními okolními podmínkami. Žížaly mění společenstva rostlin a půdní fauny, se kterými mohou konkurovat o potravní zdroje a pro větší bezobratlé, savce, ptáky a další obratlovce mohou sloužit jako kořist (Migge-Kleian et al. 2006), (Mudrák et al. 2012). Například anetické žížaly zapracovávají ektohumus do minerální vrstvy půdy, čímž přicházejí epigeické formy půdní bioty o stanoviště a výživu. Částečně rozložené organické látky v minerální vrstvě zvyšují dostupnost živin nebo mění fyzikální a chemické vlastnosti půdy, čímž mohou zvýšit mikrobiální aktivitu (Dunger et al. 2001, Eijsackers 2010, Frouz et al. 2006).

Po ozelenění ploch se usazují některé druhy bezobratlých vázaných na strukturu vegetace. Pavouci vyhledávají vegetaci či se vyskytují ve vrstvě opadu. Ve dřívějších sukcesních fázích diverzita ploštic a brouků úměrně roste s diverzitou rostlin. Zarostlé plošky byly dočasně vyhledávány i mravenci. Spontánně vyvinuté plochy s vysokou diverzitou rostlin bezobratlým nabídly pestřejší úkryty či potravní příležitosti (více organické hmoty, například listí, kůra). V lesích ale klesá diverzita jak hmyzu, tak rostlin, i když rostlinná diverzita klesá více (Southwood et al. 1979, Hendrychová et al. 2008, Mrzljak a Wiegler 2000, Uetz 1979).

V listnatých lesích byl patrně rychlejší vývoj humusové vrstvy než v jehličnatých. Proto obecně listnaté lesy poskytly lepší podmínky pro vývoj bezobratlých. (Frouz 2006), (Dunger et al. 2001). Hlubší vrstva opadu ze stromů různé kompozice podporuje bezobratlé na výsypkách (Hendrychová et al. 2012).

Heterogenita a proměnlivost jsou základní znaky přirozeného prostředí populací a života (Boer 1981, Uetz 1979). Heterogenní struktura povrchu podporuje kolonizaci půdních organismů (Wanner a Dunger 2002).

5 Výhody a nevýhody rekultivace a spontánní sukcese

Na místech ponechaných spontánní sukcesi bez rekultivace byly nalezeny vyšší druhová diverzita, početnější taxony a dokonce vzácné druhy. Spontánně se vyvíjející místa byla preferována hlavně kvůli rozdílům ve stanovištních charakteristikách (vlhko, mikroklima, mikrotopografie), rozmanitému vegetačnímu pokryvu, koloběhu živin a vybudovaným složitým potravním sítím. Efektivněji probíhá spontánní vývoj v blízkosti přírodních míst s vysokou koncentrací šířících se živočichů, různorodými půdními podmínkami, extrémními stanovišti (kyselé a zasolené) a půdními nerovnostmi (deprese, ve kterých se akumuluje voda a opad).

Nerekultivovaná místa preferovali například střevlíkovití a ploštice. Pokud jde o slimáky a hlemýžďe, přestože některé druhy vyhledávaly spíše rekultivovaná místa (vlhkomilné druhy), jiné acidofilní dávaly přednost nerekultivovaným místům. (Hendrychová et al. 2008). Hustota půdních krytének a pancířníků byla na nerekultivovaných místech vysoká podobně jako na přírodních lesních stanovištích (Frouz 2006). Plochy po disturbanci nabízející nehostinná prostředí s extrémními podmínkami mohou poskytnout vhodné prostředí pro vzácné a ohrožené druhy přirozených stanovišť, např. pro ty citlivé na eutrofizaci (Prach 2003) nebo druhy vázané na speciální povrch či vyžadující specifické mikroklimatické podmínky, např. přehřátý povrch. Z hlediska ochrany diverzity organismů v potěžebních oblastech je vhodné se řídit následujícími pravidly: je důležité zachovat rozmanitost půdních substrátů, hydrologii a sukcesní stáří; různorodá a stále se obměňující diverzifikovaná stanoviště jsou dána sukcesními procesy, které určují diverzitu a

proto by měly být zachovány; obnažená půda s extrémními půdními podmínkami a pionýrská vegetace nabízí útočiště ohroženým druhům brouků, proto by tato místa měla být dlouhodobě zachována a ponechána bez rekultivace; pouhé jednoúčelné zalesnění nebo zatopení míst po těžbě často vede ke ztrátě různorodých stanovišť. (Brändle 2000). Spontánní sukcese může brzdit vývoj v případě, kdy jsou rozsáhlé potěžební plochy izolované velkou vzdáleností od potenciálně kolonizujících druhů. Sukcesi lze také ovlivnit, například záměrně zakročit v případě výskytu nepůvodních druhů (Prach a Hobbs 2008). Na místech dominujících jedním druhem můžeme lokálně zlepšit kvalitu opadu vysazením druhů typických pro pozdější sukcesní stadia. Spadané dřevo z rychlerostoucích dřevin (např. topolů) může podpořit výskyt saprofytických druhů (Hendrychová et al. 2012).

Neexistuje univerzální přístup obnovy, který podporoval druhovou bohatost bezobratlých. Rekultivace se často vyznačuje jednotnými výsadbami a na živiny stejnoměrně bohatými porosty, kdežto spontánně se vyvíjející plochy vytváří mozaiku složenou jak z otevřených plošek včetně extrémních půdních substrátů, tak i ze skupin stromů. Jako nejefektivnější způsob podpory diverzity různých taxonů bezobratlých se proto zdá kombinace technické rekultivace se spontánní sukcesí (Hendrychová et al. 2012).

S ohledem na udržitelné využívání krajiny projekty zahrnují obnovu ekologické, hydrologické, estetické, produkční, rekreační a jiné funkce. (Sklenička a Kašparová 2008). Finančně podporované využití krajiny pro zemědělství, lesnictví a turismus omezuje plochy vhodné k ponechání spontánnímu vývoji (Schulz a Wiegler 2000). Přitom spontánní sukcese je levný nástroj obnovy (Prach a Hobbs 2008, Prach 2003) a přirozená krajina se časem stává nejen esteticky a rekreačně atraktivní, ale také vhodná pro výzkum a hlavně nabízí plochy, které by měly být prioritně chráněny. (Schulz a Wiegler 2000, Wiegler a Felinks 2001, Sklenička et al. 2004). V zájmu ochrany přírody je tedy potřebný vyvážený přístup k obnově potěžebních míst a nalezení kompromisu mezi ekonomickými a sociálními zájmy (zemědělská, lesnická rekultivace, turismus) a ochranou přírody. (Schejbal 2011, Schulz a Wiegler 2000). Obnova ploch spontánní nebo řízenou sukcesí by měla být začleněna do legislativy i praxe (Hendrychová 2008).

6 Závěr

Zlepšení substrátu je závislé na brzké kolonizaci půdy půdní biotou a na její schopnosti přežít. Podporou půdní bioty urychlíme proces rozkladu organických látek a následně vývoj půd. Různé druhy listnatých stromů vytváří variabilní a snadno rozložitelný opad příznivý pro půdní biotu. Naopak opad z jehličnatých stromů je těžce rozložitelný, proto by měly být při výsadbách preferovány listnaté stromy.

Pokud povrch výsypek není zarovnan, vytváří se zde terénní deprese a elevace. Opad i voda se akumulují v depresích a tím zvyšují potravní příležitosti pro půdní faunu. Deprese mohou být vyhledávány jako úkryty. Rozdíly mezi depresemi a elevacemi se časem snížily, ale z hlediska podpory diverzity bezobratlých by se měla zachovávat a udržet právě diverzifikované stanoviště.

Zásah v podobě zalesnění zpočátku urychluje sukcesi živočichů na rekultivovaných lokalitách. Později však na místa obnovená rekultivací, která v mnoha případech vytváří jednotné výsadby, přibude jen několik málo dalších druhů, kdežto společenstva na místech vyvinutých spontánní sukcesí se neustále vyvíjejí a jsou obohacována o další druhy. Dá se tedy předpokládat, že časem se podmínky na spontánně vyvinutých plochách začnou více blížit zpočátku rychle se vyvíjejím rekultivacím nebo je dokonce předběhnou. Pozvolný vývoj druhů v rámci spontánní sukcese umožňuje lépe se přizpůsobit daným podmínkám. Bude třeba více dlouhodobých studií k porovnání lokalit vyvíjejících se spontánní sukcesí a rekultivací.

Pro podporu kolonizace výsypek půdní faunou je vhodné propojení stanovišť s okolními plochami. Introdukcí některých druhů na izolovaných výsypkách můžeme podporovat jejich usazení.

Oligotrofní, kyselá a zasolená místa s extrémními podmínkami jsou vyhledávána velkým počtem druhů, včetně ohrožených, vzácných a vysoce specializovaných druhů, které jsou vázány na různorodé substráty těchto dynamických míst. Je třeba

chránit nejen druhy, ale zachovávat i vhodná stanoviště. Z ochrannářského hlediska je nejefektivnější kombinace různých cílů obnovy - rekultivace, sukcese a řízená sukcese. Je vhodné ponechat plochy spontánní sukcesi v místech, kde nehrozí negativní vlivy jako sesuvy a eroze. Případně lokálně dopomoci cílenou disturbancí (záměrně udržet krajinu v určitém sukcesním stádiu) a zachovat tak sukcesní procesy udržující diverzitu.

7 Použitá literatura

1. Andersen, A. N. a Sparling G. P. (1997): Ants as Indicators of Restoration Success: Relationship with Soil Microbial Biomass in the Australian Seasonal Tropics. *Restoration Ecology* Vol. 5 No. 2: 109–114
2. Boer, P. J. den (1981): On the Survival of Populations in a Heterogeneous and Variable Environment. *Oecologia* 50: 39-53
3. Bongers, T. a Bongers, M. (1998): Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology* 10: 239-251
4. Bradshaw, A. (1997): Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255 – 269
5. Brändle, M., Durka, W. a Altmoos, M. (2000): Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 9: 1297 – 1311
6. Dunger, W., Wanner, M., Hauser, H., Hohberg, K., Schulz, H.-J., Schwalbe, T., Seifert, B., Vogel, J., Voigtländer, K., Zimdars, B. a Zulka, K. P. (2001): Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia* 45: 243–271
7. Eijsackers, H. (2010): Earthworms as colonisers: Primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the Total Environment* 408: 1759–1769
8. Frouz, J. (2006): Soil and soil biota in reclaimed and non-reclaimed post mining sites. *Billings Land Reclamation Symposium*
9. Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V. a Šourková, M. (2006): Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33: 308–320
10. Frouz, J., Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, Ch., Chalupský, J., Rusek, J. a Heinkele, T. (2001): Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* 17: 275– 284
11. Frouz, J. a Nováková, A. (2005): Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma* 129: 54 – 64

12. Frouz, J., Pižl, V. a Tajovský, K. (2007): The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology* 43: S184-S189
13. Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J. a Řehounková, K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology* 44: 109–121
14. Háněl, L. (2008): Nematode assemblages indicate soil restoration on colliery spoils afforested by planting different tree species and by natural succession. *Applied soil ecology* 40: 86–99
15. Harabiš, F., Tichanek, F., Tropek, R. (2013): Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51–61
16. Helingerová, M., Frouz, J. a Šantrůčková, H. (2010): Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36: 768–776
17. Hendrychová, M. (2008): Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63–78
18. Hendrychová, M., Šálek, M., Tajovský, K. a Řehoř, M. (2012): Soil Properties and Species Richness of Invertebrates on Afforested Sites after Brown Coal Mining. *Restoration Ecology* Volume 20, Issue 5: 561-567
19. Hendrychová, M., Šálek, M. a Červenková, A. (2008): Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1: xx – xx.
20. Hlava, J., Kopecký, O. (2013): How Reclamation Type and Age Influence the Abundance of Earthworms in Anthropogenic Soils. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. No. 6: 1887–1890
21. Holec, M. (2002): *Manica rubida* (Latreille, 1802) a *Myrmica gallienii* Bondroit, 1919 (Hymenoptera: Formicidae) v krajině poznamenané těžbou hnědého uhlí: druhy neobvyklé pro okolní krajinu. *Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 24, s. 52-54

22. Holec, M. a Frouz, J. (2005): Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49: 345—357
23. Holec, M., Frouz, J. a Pokorný, R. (2006): The influence of different vegetation patches on the spatial distribution of nests and the epigeic activity of ants (*Lasius niger*) on a spoil dump after brown coal mining (Czech Republic). *European Journal of Soil Biology* 42: 158–165
24. Hutson B. R. (1980): Colonization of Industrial Reclamation Sites by Acari, Collembola and other Invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 17: 255–275
25. Jones, C. G., Lawton, J. H. a Shachak, M. (1994): Organisms as ekosystém engineers. *OIKOS* 69: 373–386
26. Kabrna, M. (2011): Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* 4: 59 – 69
27. Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., with Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O. W., Dhillon, S. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Elir. J. Soil Biol.* 33 (4): 159 – 193
28. Lavelle, P., Decaens, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Mergerie, P. a Mora, P. (2006): Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*: S13-S15
29. Marashi, A. R. A. a Scullion, J. (2003): Earthworm casts form stable aggregates in physically degraded soils. *Biol Fertil Soils* 37: 375–380
30. Migge-Kleian, S., McLean, M. A., Maerz, J. C. a Heneghan, L. (2006): The influence of invasive earthworms on indigenous fauna in ecosystems previously uninhabited by earthworms. *Biol Invasions* 8: 1275–1285
31. Mrzljak, J. a Wiegler, G. (2000): Spider colonization of former brown coal mining areas - time or structure dependent?. *Landscape and Urban Planning* 51:131–146
32. Mudrák, O., Uteseny, K. a Frouz, J. (2012): Earthworms drive succession of both plant and Collembola communities in post-mining sites. *Applied Soil Ecology* 62: 170 – 177
33. Paoletti, M. a Hassall, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 157–165

34. Picaud, F. a Petit, D. P. (2007): Primary succession of Orthoptera on mine tailings: role of vegetation. *Ann. soc. entomol. Fr. (n.s.)* 43 (1): 69–79
35. Pižl, V. (2001): Earthworm Succession in Afforested Colliery Spoil Heaps in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology* Vol. 9 No. 4: 359–364
36. Prach, K. (2003): Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice?. *Applied Vegetation Science* 6: 125–129
37. Prach, K. a Hobbs, R. J. (2008): Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* Vol. 16, No. 3: 363–366
38. Purger, J. J., Farkas, S. a Dányi, L. (2007): Colonization of Post-mining Recultivated Area by Terrestrial Isopods (Isopoda: Oniscidea) and Centipedes (Chilopoda) in Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research* 5(1): 87-92
39. Purtauf, T., Dauber, J. a Wolters, V. (2004): Carabid communities in the spatio temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 67: 185- 193
40. Schulz, F. a Wiegand, G. (2000): Development Options of Natural Habitats in a Post-mining Landscape. *Land Degradation & Development* 11: 99-110
41. Scullion, J. a Malik, A. (2000): Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 119-126
42. Sklenička, P. a Kašparová I. (2008): Restoration of visual values in a post-mining landscape. *Journal of Landscape Studies* 1: 1 – 10
43. Sklenicka, P., Prikryl, I., Svoboda, I. a Lhota, T. (2004): Non-productive principles of landscape rehabilitation after long-term opencast mining in north west Bohemia. *The Journal of The South African Institute of Mining and Metallurgy* (March 2004): 83-88
44. Southwood, T. R. E., Brown, V. K. a Reader, P. M. (1979): The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* 12: 327-348
45. Tajovský, K. (2001): Colonization of Colliery Spoil Heaps by Millipedes (Diplopoda) and Terrestrial Isopods (Oniscidea) in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology* Vol. 9 No. 4: 365-369

46. Topp, W., Simon, M. , Kautz, G., Dworschak, U., Nicolini, F. a Pruckner, S. (2001): Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern. *Ecological engineering* Volume 17 Issues 2 -3:307-322
47. Topp, W., Thelen K. a Kappes, H. (2010): Soil dumping techniques and afforestation drive ground-dwelling beetle assemblages in a 25-year-old open-cast mining reclamation area. *Ecological Engineering* 36: 751-756
48. Uetz, G. W. (1979): The Influence of Variation in Litter Habitats on Spider Communities. *Oecologia* 40:29-42
49. Wanner, M. a Dunger, W. (2002): Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology* 38: 137–143
50. Wiegand, G. a Felinks, B. (2001): Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia — chance or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199–217